第 38 卷第 8 期
2018 年 4 月

生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.38, No.8
Apr., 2018

DOI: 10.5846/stxb201704250749
李欢,杨玉盛,司友涛,林伟盛,熊德成,刘小飞.模拟增温及隔离降雨对中亚热带杉木人工林土壤可溶性有机质的数量及其结构的影响.生态学报,2018,38(8):2884-2895.
Li H, Yang Y S, Si Y T, Lin W S, Xiong D C, Liu X F.Effects of experimental soil warming and precipitation reduction on the quantity and structure of soil dissolved organic matter of *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China.Acta Ecologica Sinica,2018,38(8):2884-2895.

模拟增温及隔离降雨对中亚热带杉木人工林土壤可溶性有机质的数量及其结构的影响

李 欢[1,2],杨玉盛[1,2],司友涛[1,2,*],林伟盛[1,2],熊德成[1,2],刘小飞[1,2]

1 福建师范大学地理科学学院,福州 350007

2 福建省湿润亚热带山地生态重点实验室-省部共建国家重点实验室培育基地,福州 350007

摘要:温度和水分影响森林生态系统的结构与功能,而全球变暖和降雨格局的改变是未来气候变化的趋势。我国中亚热带地区森林覆盖率大,碳库丰富,可溶性有机质(DOM)作为森林生态系统的重要组成部分,气候变化对它的数量和组成具有重要的影响。本文对我国湿润亚热带地区杉木人工林土壤进行模拟增温以及隔离 50%的降雨试验,利用光谱技术手段研究增温及隔离降雨对土壤可溶性有机质(DOM)的数量及其结构的影响。试验设对照(CK)、增温(W)、隔离降雨(P)、增温与隔离降雨的交互作用(WP)4 种处理。结果表明,与对照相比,土壤增温后,0—10cm 和 10—20cm 土层的土壤可溶性有机碳(DOC)和可溶性有机氮(DON)增加,但其芳香性指数和腐殖化程度降低,增温加速 DOM 的流失,不利于土壤有机质的稳定。季节变化影响土壤的环境,导致隔离降雨有使 DOM 的数量增加或减少的趋势;在旱季(2014 年 10 月和 2015 年 1 月),隔离降雨降低了土壤 DOM 的数量,但其芳香性指数和腐殖化程度增加,而进入雨季(2015 年 4 月),隔离降雨有使 DOM 增加的趋势,但其组分中的芳香化合物较少。增温和隔离降雨的交互作用在一定程度上促进 DOM 的产生,其结构比对照简单。温度和降雨对 DOM 的影响较为复杂,在全球气候变化背景下,只有长期对其进行观测并探讨其他因素带来的影响才能深入了解气候变暖和降雨格局的变化对土壤碳、氮的影响。

关键词:土壤增温;隔离降雨;杉木人工林;土壤可溶性有机质

Effects of experimental soil warming and precipitation reduction on the quantity and structure of soil dissolved organic matter of *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China

LI Huan[1,2], YANG Yusheng[1,2], SI Youtao[1,2,*], LIN Weisheng[1,2], XIONG Decheng[1,2], LIU Xiaofei[1,2]

1 *School of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China*

2 *Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology (Ministry of Science and Technology and Fujian Province funded), Fuzhou 350007, China*

Abstract: Temperature and moisture are important to the structure and function of forest ecosystems. In future decades, global warming and variations in precipitation patterns will be the major climatic characteristics. Global warming is suggested to accelerate the decomposition of soil organic matter (SOM), and thereby to increase the carbon flux. Altered rainfall amounts might affect plant growth and soil structure. As a crucial component of forests, dissolved organic matter (DOM) plays an important role in such ecological processes. It is central to the questions of carbon decomposition/sequestration in soils and nutrient availability to microorganisms and plants. Natural evergreen broad-leaved forests make up the typical vegetation in the subtropical zone of China, but large areas of natural forests have been transformed to *Cunninghamia*

基金项目:国家自然基金面上项目(31570606);福建省自然科学基金面上项目(2015J01120)

收稿日期:2017-04-25; **网络出版日期**:2018-01-08

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: yt.si@ fjnu.edu.cn

lanceolata plantations. Therefore, it is critical that we should explore the effects of warming and precipitation variations on the dynamic changes of DOM in these plantations. In this article, we investigated the effects of simulated soil warming, 50% precipitation reduction, and the combination of the two factors on the quantity and composition of soil DOM. There were four treatments (three replicates per treatment) effects studied: (1) no warming and natural precipitation; (2) warming and natural precipitation; (3) no warming and precipitation reduction; and (4) warming and precipitation reduction. The soil samples were collected in October 2014, January 2015, and April 2015, respectively. To learn more about the relationships of DOM with temperature and moisture, we also measured the soil microbial biomass carbon and microbial biomass nitrogen. The results showed that the quantity of DOM increased after soil warming in both 0—10cm and 10—20cm soil layers. In addition, the aromaticity and humification degree of DOM decreased after warming. In our study, soil warming could accelerate the loss of DOM and restrain the stability of carbon. The impacts of the precipitation reduction treatment on DOM production showed a seasonal pattern. In particular, the quantity of DOM was reduced but its aromaticity and humification degree were enhanced in the drought season (October 2014 and January 2015), whereas in the rainy season (April 2015), the quantity of DOM had increased since the growth of microorganisms and the content of aromatic compounds were reduced simultaneously. Under the combination of warming and precipitation reduction, the quantity of DOM increased because of accelerated decomposition of SOM. Moreover, the DOM structure became simpler through the interaction of the two factors. The effects of temperature and moisture on the quantity and structure of soil DOM are sophisticated. We will continue to estimate the impacts of warming and precipitation reduction on soil microbes, organic matter, and other elements with long-term observational data to attain a more profound comprehension about carbon and nitrogen cycling under global climate change.

Key Words: soil warming; precipitation reduction; *Cunninghamia lanceolata* plantation; soil dissolved organic matter

土壤有机质(soil organic matter, SOM)是森林生态系统中最大的碳库[1],可溶性有机质(dissolved organic matter,DOM)代表SOM很小的一部分,具有很高的活性[2]。DOM通常定义为能够通过0.45μm孔径滤膜且大小和结构不同的有机物[3]。它是水溶性的天然有机化合物,成分复杂,包括单体化合物以及超分子体系[4]。在植物-微生物-土壤体系中,DOM对碳(C)、氮(N)循环具有重要的作用[5-6]。

从工业革命至今,化石燃料的大量开采和使用造成大气中"温室气体"的剧增,产生了以气候变暖为主要特征的气候变化[7]。据2013年IPCC最新的气候变化研究显示,1880—2012年全球平均地表温度大约上升了0.85℃[8]。气候变暖导致陆地生态系统的降雨格局发生改变,报道指出,纬向平均降水很可能在高纬度和部分中纬度地区增加,而在亚热带地区则会减少[9]。温度、水分是生态系统过程的重要因子,全球变暖和降雨格局发生改变将会影响森林生态系统的结构和功能[10-11],DOM作为陆地生物地球化学循环的重要组成部分,对土壤固碳、微生物和植物的养分有效性具有重要的意义[12],因此研究土壤DOM对温度和水分的响应可以为预测未来森林生态系统C、N循环的趋势提供科学依据。

文献表明[3],可溶性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)的数量与温度呈正相关关系,这归因于在较高的温度下,微生物的活性有所提高。在富含有机质的土壤中(如泥炭土),温度升高有使DOM浓度增加的可能性[13]。Riikka等[14]通过模拟全球气候变暖,研究土壤C对增温的响应,结果表明:持续7年的增温对亚北极区的土壤C库只有轻微的影响,但增温样地的DOC含量比没有增温的样地高,这可能是因为温度升高提高了植物生长量,从而增加了可溶性C的输入。Fröberg等[15]通过对云杉林土壤进行长达14年的增温(5℃)试验,发现在旱季对土壤进行灌溉,使土壤保持潮湿状态,DOC的浓度增加,他们认为在未来更为频繁的降雨条件下,DOM在夏季和秋季的通量可能会增加。另有报道指出[16-17],旱季DOM的浓度会减少,一旦发生降雨,在相当长的时间里DOM的浓度则会增加。而Fenner等[18]发现,在干旱停止后,DOM的产生速率提高,这可能是因为酚氧化酶接触氧气后分解了酚类化合物。报道指出[19],由于氧化还原条件的改变,在早期,含氮的DOM组分会减少。显然,温度和降水变化对DOM具有明显的影响,但其中的机理还不甚清楚,亟待研究。

我国湿润亚热带地区森林生物资源丰富,自然条件优越,分布着世界上现存面积最大、最典型的常绿阔叶

林,但是大面积的常绿阔叶林被改造成了杉木人工林。杉木林作为最重要的人工林之一,占世界人工林面积的6.5%,占我国人工林面积的19%,对我国林业生产具有重要的意义。由于该区大力营造人工林,使其贡献了我国森林碳汇能力的65%[20]。该地区高温、高湿,有机质分解快,DOM在土壤中的迁移较为迅速,淋溶和损失的风险很大,它对生态系统碳氮循环中的作用可能比温带的森林更为重要[21]。气候变暖,降雨减少可能是该地区未来气候变化的趋势,这可能会加大DOM的分解作用,从而不利于DOM的稳定与固持,使土壤养分流失。现有的野外增温控制平台主要集中在中高纬地区,而关于我国亚热带地区野外增温结合多种气候变化因子的试验却极少报道。因此,通过研究温度和降水对土壤DOM的影响有助于了解全球气候变化背景下该地区森林生态系统的结构与功能的变化。据此,本文在野外杉木幼林地建立多气候因子试验平台,模拟未来全球气候变化,以土壤DOM为对象,结合紫外-可见光谱(UV-Vis)、荧光光谱(FS)等技术,探讨土壤增温和降雨减少对DOM的数量及其组成的影响。

1 试验地概况

试验区位于福建三明森林生态系统与全球变化定位观测研究站(26°19′N,117°36′E)。平均海拔为300m,属中亚热带季风气候,年均温度为19.1℃,年均降雨量为1749mm,降雨季节主要集中在3月—8月,相对湿度为81%。土壤为黑云母花岗岩发育的红壤[22]。

本试验所选样地为杉木幼林地,样地内包含若干个面积为2m×2m的试验小区,小区四周用4块PVC板(200cm×70cm)焊接,使小区与小区之间的土壤隔开,以防止各小区相互干扰。小区内的土壤由周围成熟杉木人工林土壤供给,具体方法为:将成熟杉木林的土壤分层(0—10、10—20、20—70cm)取回后剔除粗根、石块和其他杂物,再分层混合均匀重填回2m×2m的试验小区内,同时采用压实法调整土壤容重与原位土壤容重接近,以消除土壤异质性。

试验设对照(CK)、增温(W)、隔离降雨(P)、增温与隔离降雨的交互作用(WP)4种处理,每个处理3个小区(重复),共12个2m×2m的试验小区。于2013年10月在所有的试验小区平行布设相同的加热电缆,深度为10cm,间距为20cm,且在最外围环绕一周,保证样地增温的均匀性。隔离降雨处理即在P和WP试验小区内,在离地面1.5m处每隔5cm均匀地布设一个0.05m×5m的透明U型管,从而隔离50%的自然降雨[22]。于2013年11月在每个2m×2m小区种植4棵1年生2代半短侧枝杉木幼树,平均高度为(25.7±2.52)cm,平均主干基径为(3.35±0.48)cm,杉木的位置设于两条电缆线之间。电缆布设完成5个月后(2014年3月)开始通电增温(只有W和WP小区增温,且增温小区始终比对照小区高5℃)。

2 研究方法

2.1 样品采集

土壤样品采集共有3个时间点,分别为:2014年10月、2015年1月和2015年4月(2014年10月和2015年1月为旱季,2015年4月为雨季)。样地各月份大气温度和降雨量见图1,3个采样点的大气月均温度依次为19.1℃、9.8℃、17.5℃,月均降雨量依次为0.1、2.1、4.5mm。每次采样均在各个小区按S型布设5个土壤取样点,按0—10、10—20cm分层取样。样品带回室内,去除碎屑、砂砾以及植物根系,再将每块样地中的相同层次的5个取样点土样混合成一个样品,过2mm筛,取一部分测定土壤基本理化性质、土壤微生物量碳(microbial biomass carbon, MBC)和微生物量氮(microbial biomass nitrogen, MBN),其余部分用于提取DOM。

2.2 土壤DOM的提取

土壤DOM的提取采用水浸提法[23]。称取15g鲜土于50mL离心管中,加入30mL去离子水(水土比为2∶1,*V/W*),于振荡机上振荡30min,然后以转速4000r/min离心10min,再用0.45μm滤膜过滤,滤液中的有机物即为土壤DOM。

2.3 样品的分析与测定

pH采用CHN868型pH计(Thermo Orion)测定,水土比为2.5∶1;土壤含水量(soil water content,SWC)的测

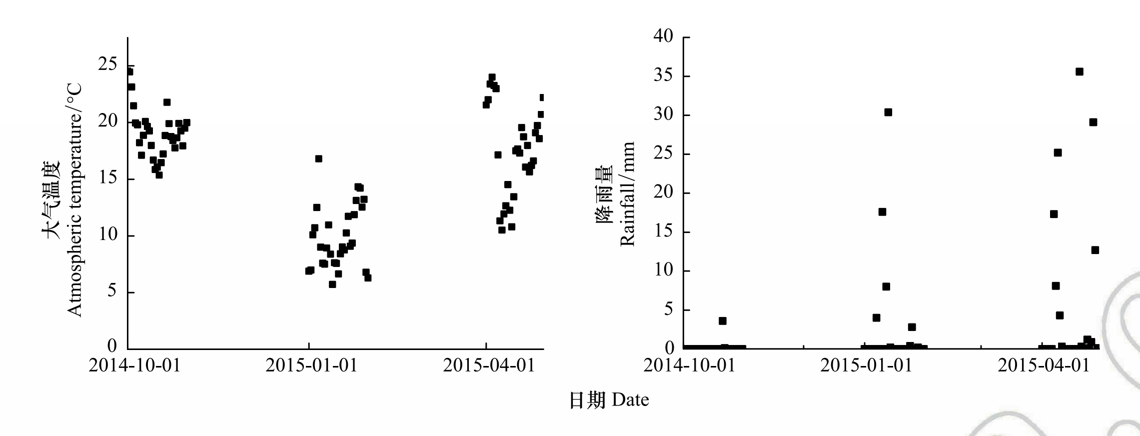


图 1　不同采样时间试验地的大气温度及降雨量

Fig.1　Atmospheric temperature and rainfall in the experimental field at different sample time

定采用烘干法;土壤总有机碳(soil organic carbon,SOC)和土壤总氮(soil total nitrogen,STN)采用碳氮元素分析仪(VarioMAX, Elementar, Munchen, Germany)测定。在不同的时间观测点,4 种处理的土壤基本性质见表 1。

MBC 和 MBN 的浸提采用氯仿熏蒸-硫酸钾法[24]。用总有机碳分析仪(TOC-VCPH, Shimadzu, Kyoto, Japan)测定提取液中的有机碳含量,用连续流动分析仪(San^{++}, Skalar, Breda, Netherlands)测定提取液中有机氮的含量。土壤 MBC 的计算公式如下:$B_C = \Delta E_C / k_C$,式中:ΔE_C为熏蒸与未熏蒸提取液中有机碳含量的差值;k_C为转换系数,该值取 0.45;MBN 的计算公式为:$B_N = \Delta E_N / k_N$,ΔE_N为熏蒸与未熏蒸提取液中有机氮含量的差值;k_N为转换系数,该值取 0.54。

滤液中的 DOC、DON 含量分别采用总有机碳分析仪(TOC-VCPH, Shimadzu, Kyoto, Japan)和连续流动分析仪(San^{++}, Skalar, Breda, Netherlands)测定。紫外可见吸光值采用紫外-可见分光光度计(UV-2450, Shimadzu, Kyoto, Japan, 比色皿边长为 1cm)测定,待测液在波长为 254nm 处的吸收值(Special Ultraviolet-Visible Absorption, SUVA)与 DOC 的浓度能够计算 DOM 的芳香性指数(Aromaticity index, AI),即 $AI = UV_{254} / DOC) \times 100$[25]。荧光光谱采用日立荧光光谱仪(F7000, Hitachi, Toykyo, Japan)测定,激发和发射光栅狭缝宽度为 5nm,扫描速度为 1200nm/min,其中激发光谱波长为 254nm,发射波长范围为 300—480nm;荧光同步波长范围为 250—500nm。荧光光谱测定前用稀盐酸将待测溶液的 pH 值调为 2,以提高灵敏度[25]。荧光发射光谱中 Σ(435—480nm)区域与 Σ(300—345nm)区域的峰面积比值为荧光发射光谱腐殖化指数(Humification index, emission mode, HIX_{em}),可以用来表示 DOM 的聚合程度[26-28];荧光同步光谱波长 460nm 与 345nm 处荧光强度的比值为荧光同步光谱腐殖化指数(Humification index, synchronous mode, HIX_{syn})[27-28]。

2.4　数据处理与分析

使用 SPSS 19.0 软件进行数据分析。采用单因素方差分析和独立样本 t 检验比较同一时间观测点下相同土层的不同处理间或同一处理的相同土层在不同时间下的土壤性质、MBC、MBN 和 DOM 的数量及其光谱学特征值的差异性;采用三因素方差分析检验相同土层中温度、降雨、时间对各指标的影响(文章中仅列出 W、P、W×P 的影响);采用相关性分析探讨各指标之间的关系($P<0.05$)。相关图表采用 Excel 和 Origin 完成。

3　结果与分析

3.1　增温、隔离降雨及其交互作用对土壤理化性质的影响

表 1 为三个采样时间点下不同处理的土壤理化性质。在第一个采样点(2014 年 10 月),对于 0—10cm 土层,与 CK 相比,仅 W 的土壤含水量显著降低;W、WP 的 pH 显著小于 CK;W、P、WP 的 SOC、STN、C/N 略小于 CK,但无显著性差异。在 10—20cm 土层,W、P 的土壤含水量显著小于 CK,WP 无显著差异性;与 CK 相比,

表 1 不同采样时间下不同处理的土壤性质

Table 1 Soil properties of different treatments at different sample time

处理 Treatments	采样时间 Sample time	土壤含水量 Soil water content /%		pH		土壤有机碳 Soil organic carbon/(g/kg)		土壤总氮 Soil total nitrogen/(g/kg)		碳氮比 C/N ratio	
		0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm	0—10cm	10—20cm
对照 CK	2014-10	14.20±0.71Ab	16.20±0.43Ab	4.32±0.04Ab	4.48±0.08Ab	15.12±2.96Aa	15.32±3.09Bb	1.43±0.27Aa	1.47±0.25Ab	10.60±0.06Aa	10.39±0.45Ba
Control	2015-01	22.55±0.65Cb	21.46±0.28Cab	4.60±0.17Bb	4.73±0.26Ab	14.18±1.16Ab	10.85±1.19ABa	1.34±0.13Aab	1.19±0.10Aa	10.64±0.38Aa	9.13±0.22ABa
	2015-04	20.87±0.14Bbc	18.67±0.67Ba	4.42±0.03ABb	4.72±0.08Ab	14.29±1.02Aa	10.24±1.34Aa	1.36±0.12Aa	1.13±0.12Aa	10.55±0.36Aa	9.07±0.25Aa
增温 W	2014-10	10.13±0.25Aa	14.47±0.41Aa	4.12±0.03Aa	4.22±0.01Aa	13.16±0.43Aa	13.37±0.22Bab	1.28±0.05Aa	1.31±0.02Aab	10.31±0.33Aa	10.24±0.05Ba
Warming	2015-01	21.07±1.04Bab	22.25±0.42Bb	4.25±0.05Ba	4.55±0.03Bab	11.61±1.46Aa	8.98±2.33Aa	1.10±0.20Aa	1.04±0.18Aa	10.68±0.77Aa	8.53±0.81Aa
	2015-04	19.43±0.36Bab	19.92±1.42Ba	4.18±0.05ABa	4.54±0.11Bb	12.71±2.24Aa	8.77±2.44Aa	1.21±0.25Aa	1.01±0.22Aa	10.57±0.69Aa	8.63±0.72Aa
隔离降雨 P	2014-10	13.93±0.25Ab	14.47±0.34Aa	4.25±0.06Ab	4.45±0.02Ab	13.52±1.25Aa	11.49±1.03Aa	1.28±0.13Aa	1.16±0.06Aa	10.56±0.20Aa	9.89±0.38Aa
Precipitation	2015-01	19.53±1.19Ba	20.40±1.44Bab	4.49±0.03Bb	4.80±0.03Bb	13.15±0.18Aab	10.21±1.34Aa	1.24±0.04Aab	1.10±0.11Aa	10.59±0.45Aa	9.29±0.31Aa
reduction	2015-04	21.16±1.12Bc	20.85±1.87Ba	4.26±0.10Aab	4.55±0.08Ab	13.94±1.19Aa	9.80±1.82Aa	1.33±0.12Aa	1.07±0.16Aa	10.52±0.44Aa	9.15±0.38Aa
增温×隔离降雨 WP	2014-10	13.87±0.68Ab	14.67±0.96Aab	4.10±0.03Aa	4.32±0.05Ab	14.05±0.25Aa	12.61±0.29Aab	1.34±0.04Aa	1.25±0.02Aab	10.51±0.50Aa	10.07±0.07Aa
Warming and	2015-01	19.28±1.47Ba	19.25±1.10Ba	4.24±0.01Aa	4.42±0.04Aa	14.57±0.40Aab	11.07±1.80Aa	1.39±0.02Ab	1.17±0.13Aa	10.50±0.15Aa	9.38±0.55Aa
precipitation reduction	2015-04	18.39±0.70Ba	18.39±0.58Ba	4.08±0.17Aa	4.30±0.04Aa	14.29±1.61Aa	11.49±1.71Aa	1.37±0.12Aa	1.20±0.12Aa	10.39±0.29Aa	9.51±0.52Aa

不同大写字母表示同一种处理在同一土层不同时间之间差异显著，不同小写字母表示同一时间同一土层不同处理之间差异显著($P<0.05$)；结果表示为平均值±标准差($n=3$)

仅 W 的 pH 显著降低;W、P、WP 的 SOC、STN、C/N 较 CK 小,但仅 P 的 SOC、STN 显著小于 CK。在第二个采样点(2015 年 1 月),0—10cm 土层的土壤经 P、WP 处理后,土壤含水量显著降低;W、WP 的 pH 显著小于 CK;仅 W 的 SOC 显著小于 CK;在 10—20cm 土层,P 的 pH 显著小于 CK,而各处理的土壤含水量、SOC、STN、C/N 无显著性差异。在第三个采样点(2015 年 4 月),0—10cm 土层的土壤经 WP 处理后土壤含水量显著下降;W、WP 的 pH 显著低于 CK;各处理的 SOC、STN、C/N 无显著性差异。在 10—20cm 土层,各处理的土壤含水量无显著性差异;P 的 pH 显著小于 CK;各处理的 SOC、STN、C/N 无显著性差异。

同一种处理的土壤含水量,随着时间的变化有略微差异。对于两个土层而言,在 2014 年 10 月,各处理的土壤含水量最低,这可能是因为该季为旱季,降雨少,且由于温度较高,水分蒸发。到了 2015 年 1 月,气温下降,蒸发量减少,使得土壤含水量有所增加。在 2015 年 4 月,CK、W、WP 的含水量比 2015 年 1 月有所降低,这可能是因为虽然该季为雨季,但是植物进入生长季,对水分的需求加大;而 P 的土壤含水量有所增加。随着时间的推移,与 CK 相比,W、P、WP 的土壤 pH、SOC 均有降低的趋势。方差分析结果表明:在 0—10cm 土层,增温(W)因子对土壤含水量的作用显著;而在 10—20cm 土层,隔离降雨(P)因子对土壤含水量有显著作用(表 2)。对于两土层而言,W 对土壤 pH 的作用达到显著水平,P 仅对 0—10cm 土层的作用显著(表 2),说明温度对 pH 的影响范围更大。

3.2 增温、隔离降雨及其交互作用对土壤 DOM 数量的影响

图 2 为不同采样时间点下各处理土壤 DOC 及 DON 的数量。对两个土层而言,在第一个采样点,WP 处理的 DOC 和 DON 含量最高;在第二个采样点,W 和 WP 处理的土壤 DOC 含量较高,而 P 和 WP 处理的 DON 含量较高;在第三个采样点,与 CK 相比,W、P、WP 的 DOC 含量显著提高;同时仅 W 处理的 DON 显著高于 CK。在两个土层中,同种处理的土壤 DOC 的数量随着时间的推移而增加;同时,CK 和 W 处理的土壤 DON 也逐渐增加,但 P 和 WP 处理的土壤 DON 呈现先增加后降低的趋势。这可能是因为随着植物的生长,来源于凋落物和根系分泌物的碳源变得相对丰富,致使各处理的 DOC 得到一定程度的累积;另外,2014 年 10 月、2015 年 1 月为旱季,2015 年 4 为雨季,干湿交替可能会破坏土壤的结构,使吸附在土壤中的 DOC 释放出来。植物生长量的增加可能导致 CK、W 的 DON 增加,进入雨季后,P、WP 的土壤透气性可能较差,影响了微生物的活性,降低了有机质的分解效率,DON 的数量降低。方差分析结果显示,W、W×P 对 0—10cm 和 10—20cm 土层的 DOC 数量的影响显著(表 2)。W 对 0—10cm 土层的 DON 数量影响显著,而对 10—20cm 土层的 DON 数量无显著性影响;P、WP 对两土层的 DON 数量均有显著性影响(表 2)。

3.3 增温、隔离降雨及其交互作用对土壤微生物量碳、氮的影响

图 3 为 2015 年 1 月和 2015 年 4 月不同处理的 MBC、MBN。前期由于试验时间相对较短,土壤微生物对新的环境可能正处于适应期,相对还不稳定,这样不利于比较试验处理对微生物的影响。因此,本试验中并未对 2014 年 10 月的样品进行土壤微生物量的测定。由图 3 所示,在第二个采样点,CK 处理的土壤 MBC 含量最高;并且在 10—20cm 土层,WP 和 W 相对于 CK 显著降低了 53%和 24%。在第三个采样点,W 和 P 处理的土壤 MBC 含量高于 CK 土壤,并且在 10—20cm 土层 P 的 MBC 比 CK 高 115%。在 0—10cm 土层,CK、W、P 的 MBC 随着时间的延迟呈上升趋势,WP 呈下降趋势;在 10—20cm 土层,CK、WP 的 MBC 随时间而降低,W、P 则升高。在第二个采样点,在 0—10cm 土层,W 的 MBN 显著低于 CK,P、WP 则显著高于 CK;在 10—20cm 土层,W、WP 的 MBN 小于 CK。在第三个采样点,与 CK 相比,WP、W 两个土层的 MBN 均显著降低,而 P 处理显著提高了 0—10cm 土层的 MBN。随着时间的延迟,在 0—10cm 土层中,CK、W、P 的 MBN 越来越大,WP 则越来越小;在 10—20cm 土层,W 的 MBN 呈增长趋势,CK、P、WP 呈下降趋势。

方差分析结果表明 W、WP 因子仅对 10—20cm 土层的 MBC 有显著性作用;W 对两土层的 MBN 均有显著性影响,对于下层土壤,仅 W 对 MBN 的作用显著,而 P 对 MBN 无显著性作用(表 2)。

3.4 增温、隔离降雨及其交互作用对土壤 DOM 的紫外光谱特征值的影响

图 4 为不同时间下增温、隔离降雨及其交互作用对土壤 DOM 紫外光谱学特征的影响。在旱季(前两个

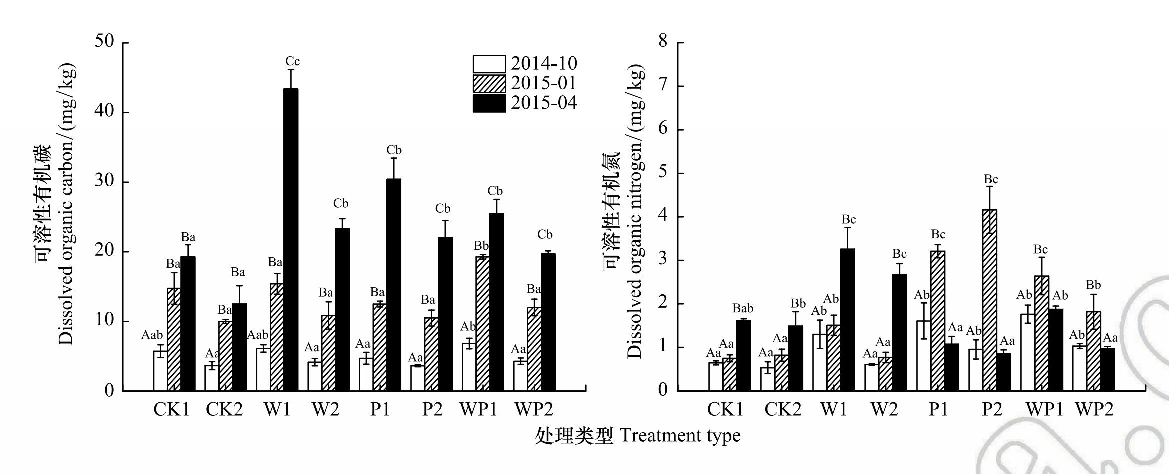


图 2 不同采样时间下不同处理的土壤可溶性有机碳及可溶性有机氮的数量

Fig.2 The quantity of soil dissolved organic carbon and nitrogen of different treatments at different sample time

CK, 对照, control; W, 增温, warming; P, 隔离降雨, precipitation reduction; WP, 增温×隔离降雨, warming and precipitation reduction; 1, 0—10cm 土层, 0—10cm soil depth; 2, 10—20cm 土层, 10—20cm soil depth. 不同大写字母表示同一种处理在同一土层不同时间之间差异显著, 不同小写字母表示同一时间同一土层不同处理之间差异显著($P<0.05$)。结果表示为平均值±标准差($n=3$)

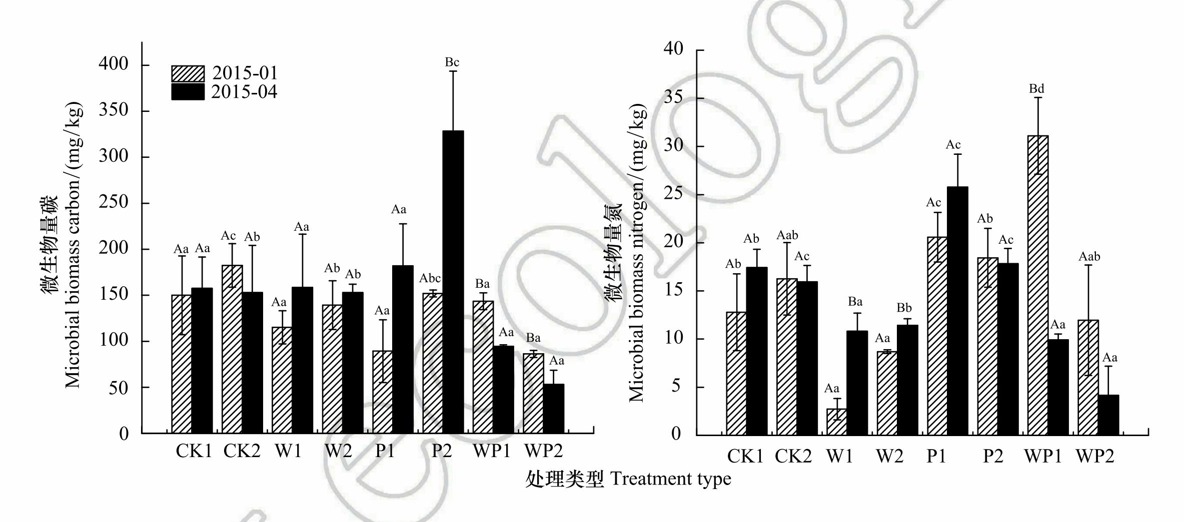


图 3 不同采样时间下不同处理的土壤 MBC、MBN 含量

Fig.3 The content of soil MBC, MBN of different treatments at different sample time

CK, 对照, control; W, 增温, warming; P, 隔离降雨, precipitation reduction; WP, 增温×隔离降雨, warming and precipitation reduction; 1, 0—10cm 土层, 0—10cm soil depth; 2, 10—20cm 土层, 10—20cm soil depth; 不同大写字母表示同一种处理在同一土层不同时间之间差异显著, 不同小写字母表示同一时间同一土层不同处理之间差异显著($P<0.05$);结果表示为平均值±标准差($n=3$)

采样点),P 处理的土壤 DOM 的 AI 高于 W 和 WP,但到了雨季(第三个采样点)P 处理的芳香性指数最低。在 0—10cm 土层,CK、W 的芳香性指数随着时间的推移先降低后升高,P、WP 则随时间的推移先升高后降低;在 10—20cm 土层,CK、P 的芳香性指数随着时间的推移而降低,W 随时间延迟先增大后减小,而 WP 则先降低后升高。方差分析结果表明,在 0—10cm 土层,W 和 P 的交互作用(W×P)对 DOM 的芳香性指数有显著的影响,而在 10—20cm 土层,双因子的作用不显著,单因子 W、P 对芳香性指数的作用显著(表 2)。

3.5 增温、隔离降雨及其交互作用对土壤 DOM 荧光光谱特征的影响

如图 5 所示,在 0—10cm 土层,CK、W、P、WP 处理的土壤 DOM,其荧光发射光谱腐殖化指数 HIX_{em} 值和荧光同步光谱腐殖化指数 HIX_{syn} 的值均随时间的推移先增大后减小;在 10—20cm 土层,CK、W 的 HIX_{em} 值逐渐减小,P、WP 则先增大后变小,各处理的 HIX_{syn} 值则随时间的推移先增大后减小。在第一个采样点,W、WP 的 HIX_{syn} 显著小于 CK;在下层土壤,W 的 HIX_{syn} 小于 CK,而 P 大于 CK,结果与 AI 相呼应,说明该阶段 P 增加了

DOM 的芳香性指数及腐殖化程度。在第二个采样点,在 0—10cm 土层,W 的 HIX_{syn} 值比 CK 显著下降了 76%;在 10—20cm 土层,P 的 HIX_{em} 显著大于 CK,W、WP 的 HIX_{syn} 显著小于 CK,表明 CK 的结构比 W、WP 更为复杂。在第三个采样点,在上层土壤中,与 CK 相比,W、P、WP 的 HIX_{em}、HIX_{syn} 有所降低;在 10—20cm 土层,各处理的 HIX_{em}、HIX_{syn} 值无显著性差异。方差分析显示 W、P 因子对上层土壤 DOM 的腐殖化程度具有显著性的影响,同时 W 对下层土壤的腐殖化程度也有显著的作用(表 2)。

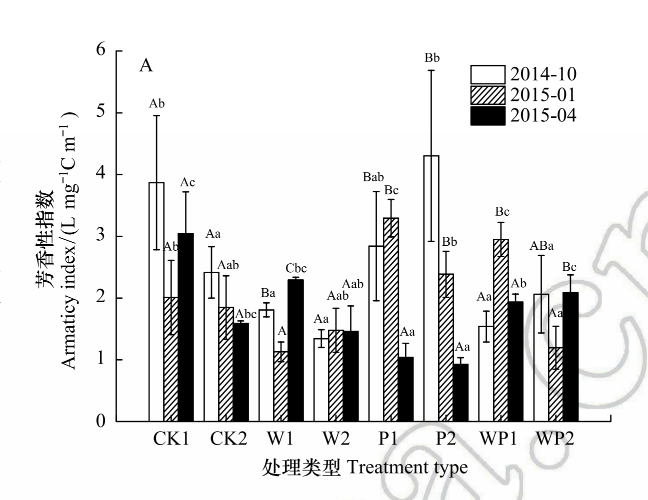


图 4　不同采样时间下不同处理土壤 DOM 的紫外光谱特征

Fig. 4　Characteristics of ultraviolet spectra of soil DOM of different treatments at different sample time

CK, 对照, control; W, 增温, warming; P, 隔离降雨, precipitation reduction; WP, 增温×隔离降雨, warming and precipitation reduction; 1, 0—10cm 土层, 0—10cm soil depth; 2, 10—20cm 土层, 10—20cm soil depth. 不同大写字母表示同一种处理在同一土层不同时间之间差异显著, 不同小写字母表示同一时间同一土层不同处理之间差异显著($P<0.05$);结果表示为平均值±标准差($n=3$)

4　讨论

土壤含水量是影响生态过程的重要因子,增温处理使土壤温度升高,加速水分蒸发;隔离降雨处理则通过减少外源水分的输入影响土壤含水量。总体来看,W 对表层土的含水量有显著影响,而 P 处理对下层土的含水量影响显著(表 2)。这是因为增温后表层土壤的水分更容易蒸发,而下层土壤的土壤水分蒸发相对困难所以受增温的影响较小[29]。土壤含水量还受到季节的影响,在旱季(前两个采样点),W、P 和 WP 处理的土壤含水量基本都低于 CT,这可能是因为该时期降雨少,且部分水分蒸发,因此降低了 W、P、WP 土壤中的水分。但在雨季(第三个采样点),仅 WP 处理的表层土壤含水量显著低于 CT 处理,这是因为大量的外源雨水输入削弱了增温和隔离降雨的作用;再有,该季气温回升加强水分的蒸发;同时,由于植物加速生长,增加了植物对水分的利用。

表 2　增温、隔离降雨对土壤性质、MBC、MBN、土壤 DOM 的数量及其光谱学特征的影响的方差分析

Table 2　Variance analyses of the effects of warming, precipitation reduction on soil properties, MBC, MBN, the quantity and spectroscopic characteristics of DOM

土层 Soil layer/cm	指标 Index	因子 Factor W	P	W×P	土层 Soil layer/cm	指标 Index	因子 Factor W	P	W×P
0—10	土壤含水量	* * *	NS	NS	10—20		* * *	NS	NS
10—20		NS	*	NS	0—10	DOC	* * *	NS	* * *
0—10	pH	* * *	*	NS	10—20		* * *	* *	* *
10—20		* * *	NS	NS	0—10	DON	* * *	* * *	* * *
0—10	SOC	NS	NS	* *	10—20		NS	* * *	* * *
10—20		NS	NS	*	0—10	AI	NS	NS	* * *
0—10	STN	NS	NS	NS	10—20		* *	*	NS
10—20		NS	NS	NS	0—10	HIXem	NS	NS	NS
0—10	MBC	NS	NS	NS	10—20		* *	NS	NS
10—20		* * *	NS	* * *	0—10	HIXsyn	* * *	*	NS
0—10	MBN	* *	* * *	NS	10—20		*	NS	NS

W, 增温, warming; P, 隔离降雨, precipitation reduction; WP, 增温×隔离降雨, warming and precipitation reduction;SOC, 土壤有机碳, soil organic carbon; STN, 土壤总氮, soil total nitrogen; MBC, 微生物量碳, microbial biomass carbon; MBN, 微生物量氮, microbial biomass nitrogen; DOC,可溶性有机碳, dissolved organic carbon; DON, 可溶性有机氮, dissolved organic nitrogen; AI, 芳香性指数, aromaticity index; HIX_{em}, 荧光发射光谱腐殖化指数, humification index, emission mode; HIX_{syn}, 荧光同步光谱腐殖化指数, humification index, synchronous mode; NS, 没有显著差异, no significant differences; *, $P<0.05$; * *, $P<0.01$; * * *, $P<0.001$

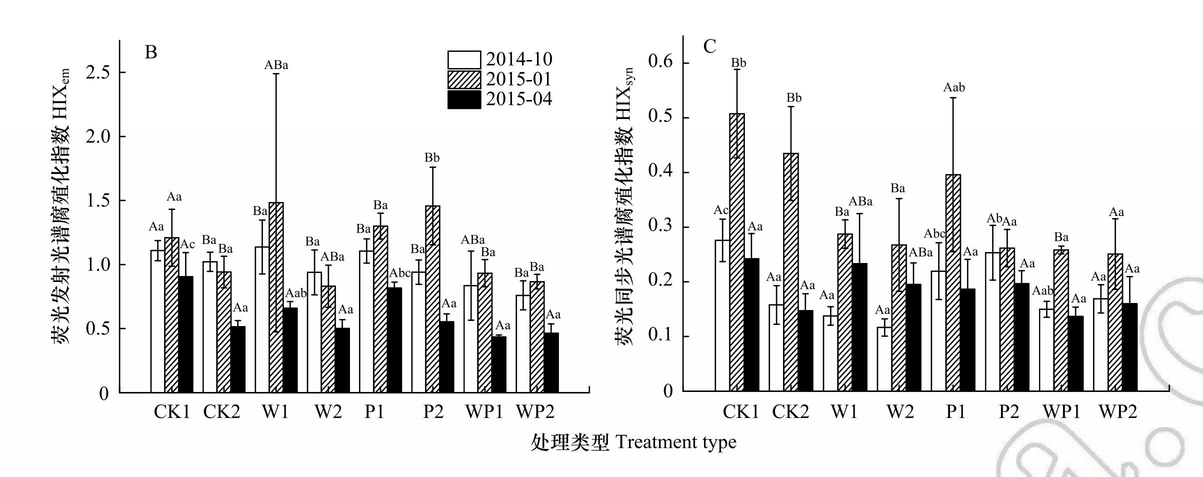


图 5 不同采样时间下不同处理土壤 DOM 的荧光光谱特征

Fig.5 Characteristics of fluorescence spectra of soil DOM of different treatments at different sample time

CK，对照，control；W，增温，warming；P，隔离降雨，precipitation reduction；WP，增温×隔离降雨，warming and precipitation reduction；1，0—10cm 土层，0—10cm soil depth；2，10—20cm 土层，10—20cm soil depth；不同大写字母表示同一种处理在同一土层不同时间之间差异显著，不同小写字母表示同一时间同一土层不同处理之间差异显著（$P<0.05$）；结果表示为平均值±标准差（$n=3$）

本研究中，增温显著影响两层土壤的 pH。温度升高后，土壤盐溶液的浓度、CO_2 和交换性阳离子会发生改变，进而影响土壤的 pH[29-30]。增温后土壤含水量的减少也是 pH 降低的原因之一。土壤水分高时，土壤中的电解质被稀释，从而有更多的阳离子进入到溶液中，导致 pH 升高[31]，因此土壤水分与土壤 pH 显著正相关（表 3）。

土壤含水量与 MBC、DOC 呈显著正相关，但与 SOC 呈显著负相关（表 3）。这表明 SOC 的变化可能主要是以土壤微生物以及 DOM 为媒介来调控的。DOM 是微生物可以直接利用的能量和养分源[32]，也是土壤肥力的敏感指标[33]，其含量对增温和隔离降雨都很敏感（表 2）。DOC 含量高的土壤，越有利于微生物的分解，相应的 SOC 也就较少（表 1，图 2）。

AI 表示 DOM 中芳香化合物的含量和高分子缩聚作用的程度[34]，它与芳香 H 的含量呈正相关关系[35]。AI 越高，表示 DOM 含有丰富的芳香化合物如木质素的衍生化合物[36]。HIX_{em}、HIX_{syn} 决定了 DOM 的腐殖化程度[34]。HIX_{em}、HIX_{syn} 越大，表明 DOM 含更多难分解的物质[34]。较高的 HIX_{em} 值表示分子结构越复杂，DOM 组分包含高度缩合的芳香环和高分子化合物如腐殖质；而 HIX_{syn} 与芳香 C 的含量呈正相关[37]。由此表明，AI 和 HIX_{em}、HIX_{syn} 能够用来分析 DOM 的分解难易程度。在 2014 年 10 月，W 和 WP 的 DOC 高于 CK，芳香性指数和腐殖化程度也较低，说明 W 和 WP 能够降低 SOC 的活化能，促进 SOC 向 DOC 的转化[38]，增强微生物的活性，加速 SOC 的分解；方差分析显示，增温会显著影响 DOC 的数量（表 2）。此时，P 处理的土壤 DOC 数量最少，芳香性指数和腐殖化程度较高，SOC 的数量也较低；这是因为 P 处理会增加土壤的透气性，加速土壤中原有 DOC 的矿化，同时由于缺乏新鲜 DOM 的输入，所以 SOC 含量降低。再有，该阶段属于旱季，过少的降雨量会影响土壤营养的淋溶，而长时间的干旱造成植物缺水，不利于植物生长[39]，加上植物根部对于水分的竞争也会加剧，由此造成地上部分获取水分减少，使生物量降低[40]，所以 P 处理减少了 DOC 的输入。因此总体上 CK 处理的 SOC 含量最高。

在 2015 年 1 月，W 处理的土壤 DOC、DON 的数量大于 CK，再次证明了增温有利于 DOC、DON 的产生。尽管高温使得微生物的数量不多，但总体矿化作用较强，SOC 持续活化为 DOC、DON 后很快被矿化，W 处理的 AI 和 HIX_{em} 降低也表明了 DOC 的易分解性，最终使得 W 处理的 SOC 含量最低。值得注意的是，此采样的时间点是干旱的冬季，增温不利于微生物生长。另一方面，增温能够增加植物细根的数量[14,41]，而来源于植物根系的分泌物也是土壤 C 的重要组成部分[42]，继而通过激发效应[43-44]，促进本底有机质的矿化[45-47]。此阶段 P 处理的 DOC 数量较少，且其组分难以分解（图 4，图 5）；P 处理导致土壤水分降低，从而影响植物的生

长[39],因此缺乏外源有机质的输入,这可能是其土壤 SOC 较低的重要原因。在此阶段,WP 处理的 10—20cm 土层的含水量最低,DOC 的 AI 和 HIX_{em} 也较低,但是 SOC 含量最高,这与 WP 处理较低的 MBC 相呼应,因为较少的微生物量减缓了 SOC 的分解。WP 是 W 和 P 的双重作用,温度升高促使植物的生物量增加,提高外源有机质的输入量,促进 DOC、DON 的数量增加,但由于微生物分解较慢,所以净的结果是 SOC 的累积。

到了 2015 年 4 月,雨季来临,增温和隔离降雨对土壤水分的影响不明显。相反,P 处理的含水量是最高的,这可能是由于前期干旱的条件增加了土壤的孔隙,土壤蓄水能力增加,而较多的水分利于 DOM 的溶解释放。旱季由于缺少扩散作用,微生物基质得到累积,进入雨季,细菌的溶解以及 C 的溶解度增强,导致 DOC 的浓度变大[48],细菌的溶解释放大部分的亲水性物质即芳香性低的物质[48],使得 DOM 的可利用性增强,更容易被降解[48],因此 P 处理的 MBC 和 MBN 最高,AI 最低。W 处理的 DOC、DON 最高,SOC 含量最低,说明增温一年后,W 处理的土壤固碳能力较差。在所有处理中,WP 的土壤含水量、MBC 和 MBN 低,而 SOC 含量高,说明水分的相对缺乏是影响 WP 处理的关键因子,增温能够增加有机质的输入,但是水分减少降低了微生物的活性,抑制有机质分解,因此在增温和隔离降雨二者交互作用下,SOC 得以累积。

整体而言,在试验期,土壤增温加速了有机质的分解,促进 DOC、DON 数量的增加,而其 DOM 的组分具有较低的芳香性指数和腐殖化指数,因此增温使土壤 DOM 的结构变得相对简单。隔离降雨对土壤 DOM 的作用在旱季和雨季略有差异,这可能是由于季节变化影响土壤的结构与环境而造成的。在增温与隔离降雨的双重作用下,土壤 DOC 及 DON 的数量相对增多,其结构较对照简单,但相对单因子增温试验而言更为复杂。增温、隔离降雨及其交互作用对土壤 DOM 的影响较为复杂,未来还将持续观测以更为深入地探究温度及水分带来的影响。

表 3　各指标之间的相关性分析

Table 3　Correlation analysis among variables

指标 Index	含水量	pH	SOC	STN	MBC	MBN	DOC	DON	AI	HIX_{em}	HIX_{syn}
含水量		0.458***	-0.282*	-0.250*	0.318*	0.037	0.529***	0.191	-0.101	-0.008	0.424***
pH	0.458***		-0.468***	-0.368***	0.185	0.017	-0.148	0.067	0.256*	0.081	0.397***
SOC	-0.282*	-0.468***		0.957***	-0.156	0.321*	-0.066	-0.125	0.206	0.091	-0.029
STN	-0.250*	-0.368***	0.957***		-0.127	0.333*	-0.096	-0.156	0.222	-0.051	-0.037
MBC	0.318*	0.185	-0.156	-0.127		0.355*	0.157	-0.168	-0.231	-0.058	0.001
MBN	0.037	0.017	0.321*	0.333*	0.355*		0.007	0.227	-0.069	0.087	0.040
DOC	0.529***	-0.148	-0.066	-0.096	0.157	0.007		0.369***	-0.259*	-0.306**	0.006
DON	0.191	0.067	-0.125	-0.156	-0.168	0.227	0.369***		0.178	0.103	0.035
AI	-0.101	0.256*	0.206	0.222	-0.231	-0.069	-0.259*	0.178		0.350**	0.427***
HIX_{em}	-0.008	0.081	0.091	-0.051	-0.058	0.087	-0.306**	0.103	0.350**		0.400***
HIX_{syn}	0.424***	0.397***	-0.029	-0.037	0.001	0.040	0.006	0.035	0.427***	0.400***	

SOC, 土壤有机碳, soil organic carbon; STN, 土壤总氮, soil total nitrogen; MBC, 微生物量碳, microbial biomass carbon; MBN, 微生物量氮, microbial biomass nitrogen; DOC,可溶性有机碳, dissolved organic carbon; DON, 可溶性有机氮, dissolved organic nitrogen; AI, 芳香性指数, aromaticity index; HIX_{em}, 荧光发射光谱腐殖化指数, humification index, emission mode; HIX_{sym}, 荧光同步光谱腐殖化指数, humification index, synchronous mode; *, $P< 0.05$; **, $P<0.01$; ***, $P<0.001$

5　结论

温度和水分是重要的生态因子,对森林生态系统的功能起着重要作用。增温加速水分蒸发,隔离降雨通过限制外源雨水的输入降低土壤含水量,因此增温对表层土壤水分的影响较大,而隔离降雨对下层土壤水分的影响较大。土壤水分的改变直接影响土壤 DOC 的数量和质量、植物根系分泌物的产生以及土壤微生物的丰度。DOC 和 MBC 是本试验调控 SOC 含量变化的重要因子。增温处理含较多易分解的 DOM,因此 SOC 的含量低。隔离降雨的影响具有季节性,在旱季不利于植物的生长,并抑制微生物的活性,而在雨季,隔离降雨

处理的土壤 DOC 和 MBC 明显提升。增温及隔离降雨的交互作用在一定程度上增加了土壤 DOM 的数量,但由于土壤的微生物活性降低,因此减缓 SOC 的分解。与对照相比,单独增温或隔离降雨处理并不利于 SOC 的固持。但是由于野外条件相对复杂,试验周期短,未来会长期观测各处理土壤的有机质及微生物等的变化,以深入了解在未来全球气候变化背景下,温度和水分对森林生态系统 C、N 循环的影响。

参考文献(References):

[1] Chassé A W, Ohno T, Higgins S R, Amirbahman A, Yildirim N, Parr T B. Chemical force spectroscopy evidence supporting the layer-by-layer model of organic matter binding to iron (oxy)hydroxide mineral surfaces. Environmental Science & Technology, 2015, 49(16): 9733-9741.

[2] Bolan N S, Adriano D C, Kunhikrishnan A, James T, McDowellR, SenesiN. Chapter one-dissolved organic matter: biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. Advances in Agronomy, 2011, 110: 1-75.

[3] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, Michalzik B, Matzner E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. Soil Science, 2000, 165(4): 277-304.

[4] Nebbioso A, Piccolo A. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2013, 405(1): 109-124.

[5] Roberts P, Gibbons J M, Hill P W, Jones D L,Farrell M. Limited effects of land use on soil dissolved organic matter chemistry as assessed by excitation-emission fluorescence spectroscopy and molecular weight fractionation. Soil Use and Management, 2016, 32(4): 662-665.

[6] Kaiser K, Kalbitz K. Cycling downwards—dissolved organic matter in soils. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 52: 29-32.

[7] 周广胜, 王玉辉. 全球生态学. 北京: 气象出版社, 2003.

[8] Stocker T, Plattner G K, Dahe Q. IPCC climate change 2013: the physical science basis-findings and lessons learned//EGU General Assembly Conference. Washington, DC: EGU, 2014.

[9] 董思言, 高学杰. 长期气候变化——IPCC 第五次评估报告解读. 气候变化研究进展, 2014, 10(1): 56-59.

[10] Aronson E L, McNulty S G. Appropriate experimental ecosystem warming methods by ecosystem, objective, and practicality. Agricultural and Forest Meteorology, 2009, 149(11): 1791-1799.

[11] Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, Newkirk K, Lux H, Bowles F P, Catricala C, Magill A, Ahrens T, Morrisseau S. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system.Science, 2002, 298(5601): 2173-2176.

[12] Scott E E, Rothstein D E. The dynamic exchange of dissolved organic matter percolating through six diverse soils. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 69: 83-92.

[13] Fenner N, Freeman C, Lock M A, Harmens H, Reynolds B, Sparks T. Interactions between elevated CO_2 and warming could amplify DOC exports from peatland catchments. Environmental Science & Technology, 2007, 41(9): 3146-52.

[14] Rinnan R, Michelsen A, Jonasson S. Effects of litter addition and warming on soil carbon, nutrient pools and microbial communities in a subarctic heath ecosystem.Applied Soil Ecology, 2008, 39(3): 271-281.

[15] Fröberg M, Grip H, Tipping E, Svensson M, Strömgren M, Kleja DB. Long-term effects of experimental fertilization and soil warming on dissolved organic matter leaching from a spruce forest in Northern Sweden. Geoderma, 2013, 200-201: 172-179.

[16] Worrall F, Burt T. Time series analysis of long-term river dissolved organic carbon records. Hydrological Processes, 2004, 18(5): 893-911.

[17] Evans C D, Monteith D T, Cooper D M. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. Environmental Pollution, 2005, 137(1): 55-71.

[18] Fenner N, Freeman C. Drought-induced carbon loss in peatlands. Nature Geoscience, 2011, 4(12): 895-900.

[19] Dillon P J, Molot L A. Long-term trends in catchment export and lake retention of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, total iron, and total phosphorus: The Dorset, Ontario, study, 1978-1998. Journal of Geophysical Research, 2005, 110(G1): G01002.

[20] Piao S L, Fang J Y, Ciais P, Peylin P, Huang Y, Sitch S, Wang T. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. Nature, 2009, 458(7241): 1009-1013.

[21] Yang Y S, Guo J F, Chen G S, Yin Y F, Gao R, Lin C F. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. Plant and Soil, 2009, 323(1/2): 153-162.

[22] 刘小飞, 林廷武, 熊德成, 林伟盛, 林成芳, 杨玉盛. 土壤增温及降雨隔离对杉木幼林林下植被生物量的影响. 亚热带资源与环境学报, 2014, 9(3): 92-95.

[23] Wu J S, Jiang P K, Chang S X, Xu Q F, Lin Y. Dissolved soil organic carbon and nitrogen were affected by conversion of native forests to plantations in subtropical China. Canadian Journal of Soil Science, 2010, 90(1): 27-36.

[24] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. Microbial biomass measurements in forest soils: the use of the chloroform fumigation-incubation method in

strongly acid soils. Soil Biology and Biochemistry, 1987, 19(6): 697-702.

[25] Zsolnay Á.Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. Geoderma,2003, 113(3/4): 187-209.

[26] Zsolnay A, Baigar E, Jimenez M, Steinweg B, SaccomandiF. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. Chemosphere,1999, 38(1): 45-50.

[27] Bu X L, Ding J, Wang L, Yu X, Huang W, Ruana H H. Biodegradation and chemical characteristics of hot-water extractable organic matter from soils under four different vegetation types in the Wuyi Mountains, southeastern China. European Journal of Soil Biology, 2011, 47(2):102-107.

[28] He X S, Xi B D, Wei Z M, Jiang YH, Geng CM, Yang Y, Yuan Y, Liu HL. Physicochemical and spectroscopic characteristics of dissolved organic matter extracted from municipal solid waste (MSW) and their influence on the landfill biological stability. Bioresource Technology, 2011, 102(3): 2322-2327.

[29] Li D D, Li Y J, Liang J, Zhao CZ, Yin HJ, Yin CY, Cheng XY, Liu Q. Responses of soil micronutrient availability to experimental warming in two contrasting forest ecosystems in the Eastern Tibetan Plateau, China. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(6): 1050-1060.

[30] Sun D D, Li YJ, Zhao W Q, Zhang ZL, Li DD, Zhao CZ, Liu Q. Effects of experimental warming on soil microbial communities in two contrasting subalpine forest ecosystems, eastern Tibetan Plateau, China. Journal of Mountain Science, 2016, 13(8): 1442-1452.

[31] 黄昌勇, 徐建明. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2010.

[32] Marschner B, Kalbitz K. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. Geoderma, 2003, 113(3/4): 211-235.

[33] Laudicina V A, Palazzolo E, Badalucco L. Natural organic compounds in soil solution: potential role as soil quality indicators. Current Organic Chemistry, 2013, 17(24): 2991-2997.

[34] Bu X L, Wang L M, Ma W B, Yu X N, McDowell W H, Ruan H H. Spectroscopic characterization of hot-water extractable organic matter from soils under four different vegetation types along an elevation gradient in the Wuyi Mountains. Geoderma, 2010, 159(1/2): 139-146.

[35] Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, Matzner E. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. Geoderma, 2003, 113(3/4): 273-291.

[36] Kiem R, Kögel-Knabner I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(1): 101-118.

[37] Michel K, Matzner E, Dignac M F, Kögel-Knabner I. Properties of dissolved organic matter related to soil organic matter quality and nitrogen additions in Norway spruce forest floors. Geoderma, 2006, 130(3/4): 250-264.

[38] 刘煜, 胡小飞, 陈伏生, 袁平成. 马尾松和苦槠林根际土壤矿化和根系分解 CO_2 释放的温度敏感性. 应用生态学报, 2013, 24(6): 1501-1508.

[39] Eamus D. Ecophysiological traits of deciduous and evergreen woody species in the seasonally dry tropics. Trends in Ecology & Evolution, 1999, 14(1): 11-16.

[40] Meinzer F C, Andrade J L, Goldstein G, Holbrook N M, Cavelier J, Wright S J. Partitioning of soil water among canopy trees in a seasonally dry tropical forest. Oecologia, 1999, 121(3): 293-301.

[41] 熊德成, 刘小飞, 陈仕东, 林伟盛, 林廷武, 林成芳, 陈光水, 杨玉盛. 土壤增温对杉木幼苗细根形态特征的影响. 亚热带资源与环境学报, 2014, 9(3): 89-91.

[42] Chabbi A, Rumpel C. Organic matter dynamics in agro-ecosystems-the knowledge gaps. European Journal of Soil Science, 2009, 60(2): 153-157.

[43] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(11/12): 1485-1498.

[44] 袁淑芬, 汪思龙, 张伟东. 外源有机碳和温度对土壤有机碳分解的影响. 土壤通报, 2015, 46(4): 916-922.

[45] 廖畅, 田秋香, 汪东亚, 曲来叶, 吴宇, 刘峰. 外源碳输入对中亚热带森林深层土壤碳矿化和微生物决策群落的影响. 应用生态学报, 2016, 27(9): 2848-2854.

[46] Kuzyakov Y, Domanski G. Carbon input by plants into the soil. Review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2000, 163(4): 421-431.

[47] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(10): 2127-2134.

[48] Mavi M S, Marschner P. Drying and wetting in saline and saline-sodic soils—effects on microbial activity, biomass and dissolved organic carbon. Plant and Soil, 2012, 355(1/2): 51-62.